

# Flußkrebse als Bioindikatoren?

Bioindikation in der „modernen“ Wasserwirtschaft:  
Sind Krebse dafür geeignet?

F. STRESSL , A. CHOVANEC & G. KÄFEL

## Abstract

Are Freshwater Crayfish suitable  
Bioindicators?

The assessment of anthropogenic  
impacts on aquatic ecosystems and the  
evaluation of restoration and management  
measures require bioindication methods.

Due to their benthic living crayfish are  
especially dependent on a high habitat  
heterogeneity. They are very sensitive to  
changes in bed and littoral structures. If  
these factors are influenced, crayfish  
abundance and population structure chan-  
ges. Crayfish are estimated to be key-indi-  
cators for the evaluation of the ecological  
integrity of aquatic habitats.

## Gewässernutzung und Beurteilung menschlicher Eingriffe

Gewässer sind wesentliche Landschaftselemente von Kultur- und Naturräumen. Sie werden in vielfältiger Weise vom Menschen genutzt: z. B. zur Energiegewinnung, Abwasserentsorgung, Erholung, für Transportzwecke etc. Um Gefahrenmomente durch Hochwä-

spiel zwischen limnologischer Forschung und den Ansprüchen des Gewässerschutzes fördert die Entwicklung entsprechender Erhebungs- und Beurteilungsmethoden. Die Wasserwirtschaft als Reglement für eine nachhaltige Nutzung von aquatischen Systemen ist in Anbetracht ihrer jüngsten Entwicklung im hohen Maß von diesem Erkenntnisgewinn abhängig.

In Österreich signalisiert der im Wasserrechtsgesetz verankerte Begriff der „ökologischen Funktionsfähigkeit“ eine Neuorientierung der Wasserwirtschaft, die sich vor allem in einer ökosystemaren Betrachtung von Gewässern äußert. Die ökologische Funktionsfähigkeit wird in der Ö-Norm M 6232 aus dem Jahr 1995 folgendermaßen definiert: „Imstandesein zur Aufrechterhaltung des Wirkungsgefüges zwischen dem in einem Gewässer und seinem Umland gegebenen Lebensraum und seiner organismischen Besiedlung entsprechend der natürlichen Ausprägung des betreffenden Gewässertyps (Erhaltung von Regulation, Resilienz und Resistenz)“ (Österreichisches Normungsinstitut 1995). Die Erarbeitung der praktikablen Umsetzung dieses Begriffes war wesentliches Anliegen der heimischen angewandten Limnologie in den letzten Jahren und mündete in der Entwicklung eines Schemas zur Erhebung und abgestuften Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit (CHOVANEC et al. 1994, 1997; MOOG & CHOVANEC 1998). Die Erhebung und Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Gewässern hat grundsätzlich durch einen Vergleich zwischen dem jeweils vorgefundenen Gewässerzustand und einer Situation ohne wesentliche anthropogene Beeinflussungen zu erfolgen. Einzelne zu bearbeitende Prüfgrößen gestatten es, die Situation untersuchter Gewässer zu beschreiben. Sie erfassen die Auswirkungen eines breiten Spektrums anthropogener Einflüsse und beziehen sich auch auf wesentliche Elemente der dadurch betroffenen Lebensgemeinschaften: Hydrologie, Gewässermorphologie, Vernetzung, physikalisch-chemische Parameter, biozönotische Kriterien des Makrozoobenthos und der Fischfauna, saprobiologische Gewässergüte und Ökotoxizität. In diesem Zusammenhang spielen Verfahren der Bioindikation eine zentrale Rolle: Negative und auch positive Auswirkun-



**Abb. 1:**  
Reich strukturiertes und von zahlreichen Unterschlupfmöglichkeiten geprägtes Steinkrebsgewässer.  
Foto: F. STREIBL.

ser für Verkehrswege und menschliche Ansiedlungen im Nahbereich von Fließgewässern zu verringern, werden häufig wasserbauliche Maßnahmen gesetzt. Die Einflüsse des Menschen auf aquatische Ökosysteme sind damit mannigfaltig und lassen sich in folgende Hauptbereiche zusammenfassen: Veränderungen der Habitatstrukturen, der Vernetzung mit dem Umland, Veränderung der hydrologischen Verhältnisse sowie Einträge von Stoffen.

Die Untersuchung vom Menschen verändelter Gewässer stellt einen wesentlichen Bereich innerhalb der theoretischen und angewandten Limnologie dar. Grundlage für die Beschreibung gestreifter aquatischer Lebensräume, für das Ergreifen von Sanierungs- und Managementmaßnahmen sowie für deren Erfolgskontrolle ist die Kenntnis der in diesen Systemen ablaufenden Prozesse. Das daraus resultierende, dynamische Wechs-

gen anthropogener Eingriffe auf limnische Systeme sind in den meisten Fällen mittels derartiger Methoden feststell- und bewertbar (z. B. KARR 1981; SCHIEMER et al. 1991; GUNKEL 1994; DAVIS & SIMON 1995; MOOG 1995; JANAUER & KUM 1996; CHOVANEC & RAAB 1997; CHOVANEC & SPINDLER 1997). Bioindikatoren sind Organismen, Arten oder Artenassoziationen, die auf Umwelteinflüsse mit Veränderungen ihrer Lebensfunktionen und/oder ihrer chemischen Zusammensetzung reagieren bzw. deren Vorkommen oder Fehlen in einer Biozönose Standort- oder Umweltfaktoren anzeigt (nach Arbeitskreis Bioindikation 1996). Das „Indikator-Konzept“ auf biozönotischer Ebene beruht darauf, daß Arten oder Artengesellschaften aufgrund ihrer speziellen Habitatansprüche durch ihr aspektbildendes Auftreten die Ausprägung bestimmter (komplexer) Faktoren ihres Lebensraumes widerspiegeln.

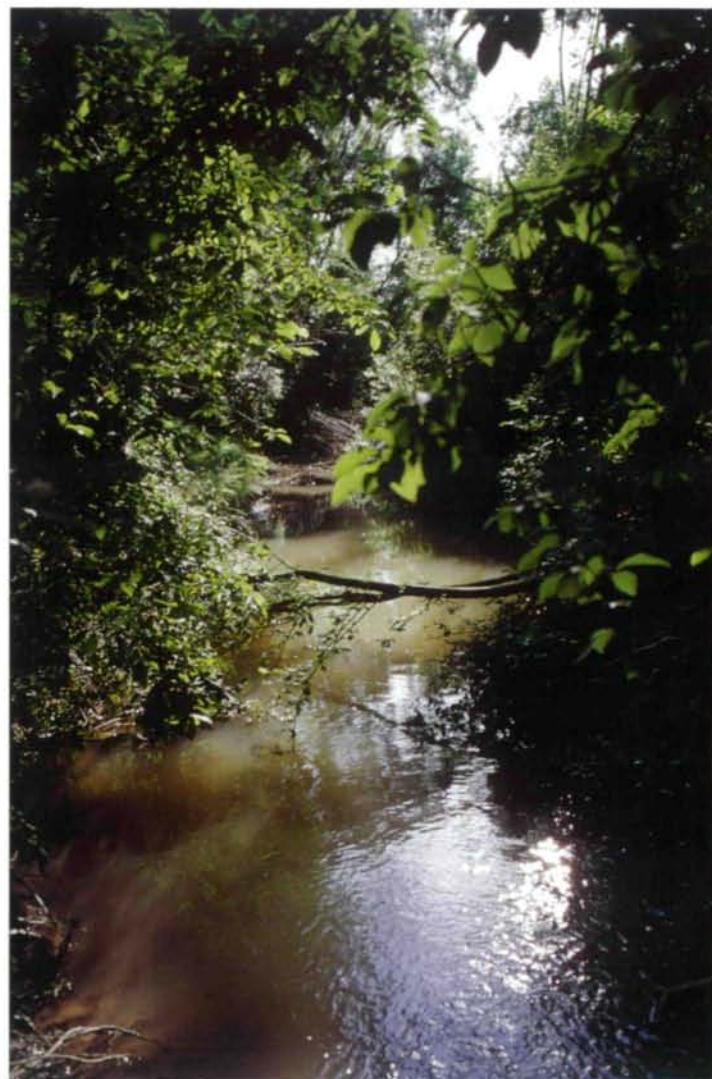
### Was ermöglichen Bioindikatoren?

Die Bewertung von Gewässern mittels Bioindikatoren zielt im speziellen auf folgende Punkte ab:

- Bewertung von verschmutzungsbezogenen Aspekten der Landnutzung (z.B.: diffuse Einträge aus der Landwirtschaft)
- Effekte von wasserbaulichen Maßnahmen
- Auswirkungen verschiedener Nutzungsformen (Baden, Fischerei etc.)
- Bewertung struktureller Ausstattung (Uferlinie, Vegetation etc.)
- Bewertung des Gewässers als Lebensraum für gefährdete Arten
- Definition von Schutzstrategien und Managementmaßnahmen
- Entwicklung von Richtlinien für die Errichtung und/oder das Management von Gewässern und die Definition von Qualitätskriterien.

In der Regel sind es vor allem Arten mit engen ökologischen Toleranzen, die hohe Aussagekraft als Indikator haben und daher eine Ökosystemdiagnose zulassen. Der Einsatz sogenannter „Schlüssel-Indikatoren“ kann bei vielen Fragestellungen von hohem Nutzen

sein. Diese Arten oder Artengruppen haben aufgrund ihrer spezifischen ökologischen Ansprüche einen hohen Zeigerwert für bestimmte Qualitäten ihres Lebensraumes. Die Verwendung nur weniger Schlüssel-Arten kann Aussagen ermöglichen, die für die gesamte Lebensgemeinschaft repräsentativ sind.



**Erfüllen die Flußkrebs die Voraussetzungen, die an einen Bioindikator gestellt werden?**

In der breiten Öffentlichkeit wird sehr oft das Vorkommen von Krebsen mit einer ausgezeichneten Wasserqualität gleichgesetzt. Dieses Bild beruht vermutlich auf der Verbreitung der verbliebenen Krebsbestände in den weitgehend unbeeinflußten Oberläufen der Fließ-

**Abb. 2:**  
Unverbautes und mit einem natürlichen Gehölzsaum ausgestattetes Edelkrebsgewässer. Foto: F. STREIBL.

gewässersysteme. Das Verbreitungsmuster wird jedoch nicht unwe sentlich von der „Krebspest“ bedingt, die dazu geführt hat, daß hauptsächlich die von den Unterläufen isolierten Populationen überlebt haben. Untersuchungen von BOHL (1989), FOSTER (1990) und GAMPERL (1990) belegen, daß Krebsgewässer hinsichtlich der Ausprägung verschiedener limnochemischer Parameter wie pH-Wert, Gesamt- und Carbonathärte, Leitfähigkeit, Nitrat, Phosphat etc. eine hohe Toleranz aufweisen und die dekapoden Krebse bezüglich dieser Parameter ein breites Spektrum von Gewässern besiedeln können. Bei BOHL (1989) finden sich zusätzlich Hinweise darauf, daß Krebse kurzfristige Abwasserbelastungen unbeschadet überstehen können und selbst in Gewässergütekla sse 3 noch Krebse ausfindig

lich der ökologischen Funktionsfähigkeit beurteilt wird, kann die Untersuchung von Krebsbeständen jedoch einen entscheidenden Beitrag leisten. Nach BOHL (1989) weisen Gewässer mit guten Krebspopulationen folgende Merkmale auf, welche auch als Kriterien für die ökologische Unversehrtheit eines Fließgewässers gelten können:

1. hohe Breitenvariabilität und ausgeprägte Prall- und Gleithänge.
2. sehr heterogene Strömungsverhältnisse mit einem kleinräumigen Wechsel von rasch fließenden und strömungsberuhigten Zonen. Gewässerabschnitte mit gleichförmiger Strömung werden von Krebsen kaum besiedelt.
3. ausgeglichene Wasserführung. Die umgebende Landschaft sollte in der Lage sein, Hochwasserwellen zu dämpfen und ein Trockenfallen bei Niedrigwasser zu verhindern.
4. kleinräumiger Wechsel verschiedener Uferstrukturen. Auf jede Art der Uferverbauung reagieren die Krebse sehr empfindlich.
5. Vorhandensein eines Uferschutzstreifens. Dieser verhindert eine landwirtschaftliche Nutzung bis unmittelbar ans Gewässer.
6. einen standortsgemäßen Gehölzsaum. Der Wurzelbereich eignet sich gut zur Anlage von Krebshöhlen, und Blätter sind eine wichtige Nahrungsresource.
7. keine reduzierenden Verhältnisse im Substrat.



**Abb. 3:**  
**Wienfluß.** Dieses Gewässer ist nach der Durchführung von Hochwasserschutzbauten von vereinheitlichten Strömungsverhältnissen, fehlenden Versteckmöglichkeiten und denaturierten Ufern geprägt. Für Krebse und viele andere Fließgewässerorganismen ist dieser Gewässerabschnitt nicht besiedelbar. Foto: F. STREIBL.

gemacht werden konnten. Dies wird auch durch die saprobielle Einstufung der dekapoden Krebse durch NESEMANN et al. (1995) bestätigt. Zur genauen Beurteilung der Wasserqualität und der saprobiologischen Gewässergüte sind die einheimischen Krebse daher nur bedingt geeignet.

### Welche Gewässereigenschaften werden von den Flußkrebsen angezeigt?

Bei einer ganzheitlichen Betrachtung, in der die Beschaffenheit eines Gewässers bezüg-

lich der Vorkommen einer Krebspopulation gibt daher Aufschluß über einen Komplex von Eigenschaften eines Gewässers, welcher auch anderen Arten den Bestand ermöglicht. Die Krebse können deshalb als Zeigerarten bezüglich der Lebensraumqualität eines Gewässers eingesetzt werden. Sie ermöglichen nicht nur eine Bewertung im Hinblick auf die strukturelle Ausstattung eines Gewässers sondern auch als Habitat für gefährdete Arten. Wird ein Fließgewässerabschnitt von einer gesunden Krebspopulation bewohnt, so ist dieses Habitat von hohem ökologischen und natur- schutzorientierten Wert.

Durch ihre benthische Lebensweise sind

die Krebse in besonderem Maße von den Substratverhältnissen und der Uferbeschaffenheit des Gewässers abhängig. Auf Veränderungen dieser Faktoren reagieren sie sehr sensiv mit einer veränderten Abundanz, Biomasse und Populationsstruktur. In diesem Zusammenhang könnten mit Hilfe von Krebsbeständen wasserbauliche Eingriffe bezüglich ihrer Auswirkungen auf die ökologische Funktionsfähigkeit überprüft werden. Im Hinblick auf die immer häufiger durchgeföhrten Revitalisierungen und Rückbauten von Fließgewässerabschnitten gäbe die Besiedlung durch Krebse Aufschluß über den Erfolg dieser Maßnahmen. LOWERY & HOGGER (1984) berichten über die Wiederbesiedelung eines Flußabschnittes in dem Hochwasserschutzbauten durchgeführt wurden. Dem Dohlenkrebs *Austropotamobius pallipes* gelang es einige Jahre nach Abschluß der Arbeiten aus ungestörten Flußabschnitten in die mittels Blockwurf befestigten Retentionsbecken wieder einzwandern und rasch stabile Populationen zu bilden.

#### Die Verwendung von Flüßkrebsen als Bioindikatoren bietet folgende Vorteile:

1. Die Erfassung des Krebsbestandes kann durch nächtliche Begehung eines Gewässerabschnittes mit Taschenlampen durchgeführt werden. Ist das Gewässer zu tief oder zu trüb, so können Krebsteller oder Reusen eingesetzt werden. Der technische und personelle Aufwand für den Nachweis einer Krebspopulation ist daher relativ gering.
2. Nach einer kurzen Einschulung sind die heimischen Krebsarten auch für einen Laien einfach zu unterscheiden.
3. Die Flüßkrebsen gehören zu den langlebigsten Organismen in aquatischen Ökosystemen. Der Indikatorwert für negative Einzelereignisse, als auch für kumulative Einflüsse ist daher hoch.
4. Die Krebse weisen eine hohe Ortskonstanz auf. Sie zeigen kein vielen Fischarten vergleichbares Wanderverhalten. Die Krebsdichte bzw. Populationsstruktur in einem Gewässerabschnitt ist eine direkte Folge der hier vorhandenen Lebensbedingungen. Die genaue Lokali-



**Abb. 4:**  
Wienfluß. Durch Rückbaumaßnahmen wird versucht, für Fließgewässerorganismen günstigere Lebensbedingungen zu schaffen. Foto: F. STREIBL.

5. Die bei Fischen oft nur schwer einzuschätzenden Verschiebungen in der Abundanz bzw. Populationsstruktur durch fischereiliche Nutzung (Besatz, Abfischen, Angelfischerei) fallen bei den Krebsbeständen weg, da diese in der Regel nicht genutzt werden und die Zusammensetzung der Populationen daher von diesen Eingriffen nicht beeinflußt wird.

**Abb. 5:**  
Wienfluß. Nach erfolgtem Rückbau weist das Bachbett wieder heterogene Strömungsverhältnisse und mögliche Unterstände für Krebse auf. Die Ufer sind jedoch weiterhin in einem naturfremden Zustand. Foto: F. STREIBL.



Aufgrund der „Krebspest“ sind in manchen Gewässern, die sich eventuell für eine Besiedlung durch Krebse eignen würden, keine Krebsbestände mehr vorhanden, was sich als Nachteil bei der Verwendung von Krebsen als Bioindikatoren herausstellen könnte. Sowohl aus den Ergebnissen von BOHL (1989) und GAMPERL (1990) als auch aus eigener Erfahrung bei der Kartierung von Krebsvorkommen zeigt sich, daß vor allem Steinkrebse in den Oberläufen noch wesentlich häufiger vorkommen, als allgemein angenommen wird. Falls in einem Gewässer dekapode Krebse vorhanden sind, sollten sie zur Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit herangezogen werden.

Eine fundierte Kenntnis der Ökologie einer Indikatorart ermöglicht es, Aussagen über ihr Zeigerpotential zu treffen und damit auch ihre Eignung als Indikator verbessern zu können. Jede wissenschaftliche Untersuchung der Krebsbestände unter Freilandbedingungen hilft das Wissen zur Biologie und Ökologie der Flusskrebse zu erweitern, sodaß diese als Schlüssel-Indikator für Habitatstrukturen vielversprechende Gruppe tatsächlich verstärkt als Bioindikator eingesetzt werden kann.

## Zusammenfassung

Für die Beurteilung menschlichen Einflusses auf aquatische Ökosysteme oder auch die Bewertung von Rückbaumaßnahmen und Biotopmanagement ist die Bioindikation Mittel erster Wahl. Flusskrebse sind aufgrund ihrer benthischen Lebensweise in besonderem Maße von den Substratverhältnissen und der Uferbeschaffenheit des Gewässers abhängig. Auf Veränderungen dieser Faktoren reagieren sie sehr sensiv mit einer veränderten Abundance, Biomasse und Populationsstruktur. An Krebsbeständen können wasserbauliche Eingriffe bezüglich ihrer Auswirkungen auf die ökologische Funktionsfähigkeit gut überprüft werden. Flusskrebse scheinen daher als Schlüsselindikatoren für die Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Gewässern gut geeignet zu sein.

## Literatur

Arbeitskreis Bioindikation der Gesellschaft Deutscher Chemiker (1996): Begriffsdefinitionen zur Bioindikation. — UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. **8** (3): 169-171.

BOHL E. (1989): Ökologische Untersuchungen an ausgewählten Gewässern zur Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes. — Untersuchungen an Flusskrebsbeständen. — Bayer. Landesanstalt f. Wasserforschung, Wielenbach.

CHOVANEC A. & R. RAAB (1997): Dragonflies (Odonata, Insecta) and the ecological status of newly created wetlands – examples for long-term bioindication programmes. — Limnologica **27** (3-4): 381-392.

CHOVANEC A. & T. SPINDLER (1997): Zur Verwendung von Fischen als Bioindikatoren in Österreich. — In: SPINDLER T.: Fischfauna in Österreich. Ökologie – Gefährdung – Bioindikation – Fischerei – Gesetzgebung, Monographien Umweltbundesamt **87**: 76-86, Wien.

CHOVANEC A., HEGER H., KOLLER-KREIMEL V., MOOG O., SPINDLER T. & H. WAIDBACHER (1994): Anforderungen an die Erhebung und Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern – eine Diskussionsgrundlage. — Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft **46** (11/12): 257-264.

CHOVANEC A., MOOG O. & V. KOLLER-KREIMEL (1997): Integrierte ökologische Bewertung – eine Vision? Stand der Diskussion in Österreich. — Lebensraum Gewässer – nachhaltiger Gewässerschutz im 21. Jahrhundert. Beitr. des Int. LAWA-Symposiums am 28. und 29. November 1996: 66-75, Heidelberg.

DAVIS W. S. & T. P. SIMON (Eds.) (1995): Biological assessment and criteria. Tools for water resource planning and decision making. — Lewis Publishers, Boca Raton.

FOSTER J. (1990): Factors influencing the distribution and abundance of the crayfish *Austropotamobius pallipes* in wales and the maches, UK. — Freshwater Crayfish **8**: 78-98.

GAMPERL R. (1990): Vorkommen und Verbreitung von Flusskrebsen in den Gewässern der Steiermark. — Diss. Univ. Graz.

GUNKEL G. (Hrsg.) (1994): Bioindikation in aquatischen Ökosystemen. — G. Fischer Verl., Jena.

JANAUER G. A. & G. KUM (1996): Aquatic macrophytes: indicators for ecotones in backwaters of the River Danube (Austria). — Arch. Hydrobiol. Suppl. **113**, Large Rivers **10** (1-4): 477-483.

KARR J.R. (1981): Assessment of biotic integrity using fish communities. — Fisheries **6**: 21-27.

LOWERY R. S. & J. B. HOGGER (1984): The effect of river engineering works and disease on a population of *Austropotamobius pallipes* in the river Lea, UK. — Freshwater Crayfish **6**: 94-99.

MOOG O. (Hrsg.): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung Mai/95. — Wasserwirtschaftskataster. Bm. f. Land- und Forstwirtschaft, Wien.

MOOG O. & A. CHOVANEC (1998): Die „ökologische Funktionsfähigkeit“ – ein Ansatz der integrierten Gewässerbewertung in Österreich. — In: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft – Inst. f. Wasserforschung (Hrsg.): Integrierte ökologische Gewässerbewertung – Inhalte und Möglichkeiten, Münchener Beitr. z. Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie **51**: 57-118, Oldenbourg, München, Wien.

NESEMANN H., MOOG O. & M. PÖCKL (1995): Crustacea: Mysidae, Amphipoda, Isopoda, Decapoda – III B,2. — In: MOOG O. (Hrsg.): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung Mai/95, Wasserwirtschaftskataster. Bm. f. Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Österreichisches Normungsinstitut (1995): ÖNORM M 6232 Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern, Wien.

SCHIEMER F., SPINDLER T., WINTERSBERGER H., SCHNEIDER A. & A. CHOVANEC (1991): Fish fry associations: Important indicators for the ecological status of large rivers. — Verh. Internat. Verein. Limnol. **24**: 2497-2500.

**Anschrift der Verfasser:**

**Mag. Franz STRESSL**  
Biberbach 344  
A-3353 Seitenstetten  
Austria  
e-mail: [a8708057@unet.univie.ac.at](mailto:a8708057@unet.univie.ac.at)

**Dr. Andreas CHOVANEC**  
Umweltbundesamt Wien  
Spittelauerlände 5  
A-1090 Wien  
Austria  
e-mail: [chovanec@ubavie.gv.at](mailto:chovanec@ubavie.gv.at)

**Dr. Gerhard KÄFEL**  
Amt der NÖ Landesregierung  
Abt. Wasserwirtschaft  
Landhausplatz 1, Haus 15  
A-3109 St. Pölten  
Austria  
e-mail: [gerhard.kaefel@noel.gv.at](mailto:gerhard.kaefel@noel.gv.at)

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Stapfia](#)

Jahr/Year: 1998

Band/Volume: [0058](#)

Autor(en)/Author(s): Streissl Franz, Chovanec Andreas, Käfel Gerhard

Artikel/Article: [Flußkrebse als Bioindikatoren? 225-232](#)